مقاله پژوهشی
مجله دانشگاه علوم پزشکی رفسنجان
دوره ۱۹، دی ۱۳۹۹، ۱۰۳۴-۱۰۱۵

تأثیر فرآیند انعقاد و لخته‌سازی همراه با جذب سطحی در حذف بور از فاضلاب صنایع (مطالعه موردی:صنایع کاشی و سرامیک)

طاهره زارعی محمودآبادی[۱]، علی اصغر ابراهیمی[۲]، محمد حسن احرامپوش[۳]، هادی اسلامی[۴]

دریافت مقاله:۹۹/۰۷/۱۵ ارسال مقاله به نویسنده جهت اصلاح:۹۹/۰۹/۱۰ دریافت اصلاحیه از نویسنده:۹۹/۱۰/۰۳ پذیرش مقاله: ۹۹/۱۰/۰۶

چکیده

زمینه و هدف: عنصر بور به طور گسترده در مواد اولیه و فاضلاب صنایع کاشی یافت می‌شود و حذف آن از محیط‌های آبی بسیار پیچیده است. این مطالعه با هدف تعیین حذف بور از فاضلاب صنعت کاشی و سرامیک با استفاده از فرآیند انعقاد و لخته‌سازی به همراه جذب سطحی انجام گرفت.

مواد و روش‌ها: این مطالعه از نوع آزمایشگاهی بود. در ابتدا برای فرآیند انعقاد پارامترهای pH بین ۵ تا ۱۱، غلظت‌های ۱۵۰ تا ۴۵۰ میلی‌گرم بر لیتر پلی آلومینیوم کلراید (Poly-aluminum chloride) و غلظت‌های ۰/۵ تا ۲/۵ میلی‌گرم بر لیتر پلیمرهای آنیونی و کاتیونی مورد بررسی قرار گرفت. سپس در فرآیند جذب، تأثیر مقادیر مختلف pH (۲تا ۷) در زمان‌های تماس ۵ تا ۲۰ دقیقه آزمایش شد. در نهایت داده‌ها با استفاده از آزمون آماری همبستگی پیرسون آنالیز گردید.

یافته‌ها: نتایج نشان داد، که درصد حذف بور توسط پلی آلومینیوم کلراید در pH بهینه برابر ۸ و غلظت ۴۰۰ میلی‌گرم بر لیتر، ۳۵/۷ درصد بدست آمد و در ترکیب با ۱/۵ و ۲/۵ میلی‌گرم بر لیتر پلیمر آنیونی و کاتیونی راندمان حذف ۵۴/۲ درصد (از ۳۵ به ۱۶ میلی‌گرم بر لیتر) مشاهده شد. سپس در فرایند جذب با pH بهینه برابر ۵ و زمان تماس ۱۵ دقیقه، راندمان حذف ۵۰ درصد (از ۱۶ به ۸ میلی‌گرم بر لیتر) بدست آمد. بررسی ایزوترم‌ها در فرایند جذب نشان داد، جذب بور از ایزوترم Freundlich و سنتیک درجه اول پیروی می‌کند.

نتیجه‌گیری: با توجه به نتایج حاصله، فرآیند تلفیقی انعقاد و لخته‌سازی با جذب، می‌تواند به‌عنوان یک فرآیند مؤثر در حذف بور معرفی شود.

واژه‌های کلیدی: انعقاد، لخته‌سازی، جذب سطحی، بور، فاضلاب صنعتی

۱- گروه مهندسی بهداشت محیط، مرکز تحقیقات علوم و فناوری‌های محیط زیست، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شهید صدوقی یزد. یزد، ایران.
۲- دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط، مرکز تحقیقات علوم و فناوری‌های محیط زیست، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شهید صدوقی یزد، یزد، ایران
۳- استاد گروه مهندسی بهداشت محیط، مرکز تحقیقات علوم و فناوری‌های محیط زیست دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شهید صدوقی یزد ، یزد، ایران
۴- (نویسنده مسئول) استادیار، مرکز تحقیقات محیط کار، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی رفسنجان، رفسنجان، ایران
تلفن: ۰۳۴-۳۴۲۵۹۱۷۶، دورنگار: ۰۳۴-۳۴۲۵۹۱۷۶، پست الکترونیکی: Hadieslami1986@yahoo.com

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]
[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]

مقدمه

بور (Boron) یک عنصر شبه فلز است که دارای دو ایزوتوپ B_{10} و B_{11} با درصد فراوانی ۲۰ و ۸۰ می‌باشد [۱]. عنصر بور در قالب اکسید بور (B_2O_3) در بسیاری از صنایع مانند مواد شیمیایی، دارویی، شیشه، کاشی و سرامیک مورد استفاده قرار می‌گیرد [۲-۳]. اکسید بور یکی از مواد اولیه مورد استفاده در لعاب و یک عامل شیشه ساز است. که با تشکیل یک لایه میانی بین بدنه و لعاب، چسبندگی را افزایش می‌دهد. این ماده به دلیل داشتن ضریب انبساط حرارتی پایین احتمال تشکیل ترک در لعاب را کاهش داده و هم‌چنین استحکام مکانیکی و سختی را افزایش می‌دهد [۵-۴].

مصرف اکسید بور (برات) تا مقدار ۱۰ درصد تنش‌های سطحی را کاهش می‌دهد و باعث افزایش شفافیت و جلای لعاب‌های کاشی می‌شود. اکسید بور به شکل‌های مختلفی مثلاً کربنات برات ($CaO.B_2O_3$)، برات روی ($ZnO.2B_2O_3$) و فریت بور به لعاب اضافه می‌گردد. استفاده از این برات‌ها در تولید کاشی و سرامیک می‌توانند مصرف مواد خام، انرژی و در نتیجه هزینه‌های تولید را کاهش دهند [۶].

بور در فاضلاب تصفیه نشده صنایع کاشی و سرامیک بین ۶۰ -۱ میلی‌گرم بر لیتر می‌تواند باشد [۷]. انتشار بور به محیط زیست، به طور عمده از طریق تخلیه فاضلاب‌های صنایع اتفاق می‌افتد. بور به علت حلالیت بالایی که در آب دارد دارای آلودگی بسیار بالایی می‌باشد [۸].

رفتار و ترکیب شیمیایی بور در محیط‌های آبی متفاوت است. هنگامی که بور در محیط آب آزاد می‌شود به دو شکل اسید بوریک و نمک‌های بورات در می‌آید. غلظت دو گونه شیمیایی بور در محلول آبی عمدتاً به pH بستگی دارد. به طور خاص، گونه‌های اسید بوریک (H_3BO_3) در pH پایین و یون‌های بورات ($H_2BO_3^-$) در pH بالا غالب هستند [۹]. در نتیجه به دلیل اینکه، بور در محیط‌های آبی به صورت گونه بدون بار یا گونه با بار منفی می‌باشد، حذف آن مشکل است [۱۰]. بور یک ریز مغذی ضروری برای گیاهان است و در غلظت‌های کم برای انسان مفید است. با این حال، سطح بالای این عنصر ممکن است برای انسان سمی باشد. بنابراین حذف بور از فاضلاب ضروری می‌باشد [۱۱].

تاکنون از تکنیک‌های مختلفی برای حذف بور از آب و فاضلاب استفاده شده است، از جمله می‌توان به روش جذب سطحی [۱۲]، اسمز معکوس [۱۳]، الکتروکوالاسیون [۱۴]، الکترودیالیز [۱۵]، انعقاد [۱۶] و فیلتر غشایی [۱۷] اشاره کرد. مطالعه‌ای توسط Özyurt و همکاران در حذف بور از فاضلاب صنایع با استفاده از فرآیند انعقاد و رسوب‌دهی شیمیایی و فرآیند انعقاد صورت گرفت. در این مطالعه در مرحله ترسیب شیمیایی از $Ca(OH)_2$ /B_2O_3 و در مرحله انعقاد از آلومینیوم سولفات ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$) به عنوان منعقد کننده مورد استفاده قرار گرفت. نتایج راندمان حذف ۹۵ درصد در pH بهینه برابر ۸/۱۲ و غلظت ۲/۰۱ گرم بر لیتر $Ca(OH)_2$ /B_2O_3 و ۱۳/۵ گرم بر لیتر آلومینیوم سولفات ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$) نشان داد [۱۸].

da Silva Ribeiro و همکاران به بررسی حذف عنصر بور از فاضلاب معدن با استفاده از روش الکتروکوالاسیون پرداختند. که در شرایط بهینه؛ pH= ۴، دانسیته جریان ۱۸/۷۵ mA/cm^2 و زمان تصفیه ۹۰ دقیقه به راندمان حذف ۷۰ درصد دست یافتند [۱۹]. Chorghe و همکاران در

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]
[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]

استفاده از منعقد کننده‌های کلرید فریک به راندمان حذف ۵۰ درصد در pH و غلظت بهینه ۸ و ۳۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر و با استفاده از آلوم به راندمان حذف ۶۰ درصد در pH و غلظت بهینه ۸ و ۳۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر برای حذف بور از فاضلاب صنعتی دست یافتند [۱۶]. Kluczka و همکاران در کاربرد دی اکسید زیرکونیوم به عنوان جاذب، در pH بهینه برابر ۸/۵ و زمان تماس ۲۴ ساعت با غلظت اولیه ۲۰ میلی-گرم بر لیتر بور، راندمان حذف ۹۷/۵ درصد را گزارش کردند [۲۰]. از میان این روش‌ها اکثراً هزینه بر، تولید لجن با حجم بالا و هم‌چنین دارای محصولات جانبی خطرناکی می‌باشند. در این میان استفاده از فرآیندهای تلفیقی به دلیل بازدهی بالا، عدم تولید محصولات ثانویه و غیر حساس بودن به آلاینده‌ها و استفاده مجدد از پساب برتری دارند [۸، ۲۰].

لذا با توجه به اهمیت حذف بور از فاضلاب صنایع کاشی و سرامیک و با توجه به اینکه روش‌های ترکیبی انعقاد و لخته سازی به همراه جذب سطحی می تواند موجب افزایش راندمان حذف بور و کاهش حجم لجن تولیدی می شود، در نتیجه این مطالعه با هدف تعیین تأثیر فرآیند انعقاد و لخته‌سازی در تلفیق با جذب سطحی در حذف بور از فاضلاب صنایع کاشی و سرامیک انجام گرفت، تا بتوان تحت شرایط بهینه، بهترین شرایط حذف را برای عنصر بور را بدست آورد.

مواد و روش‌ها

این مطالعه از نوع آزمایشگاهی بوده که در سال ۱۳۹۵ در دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شهید صدوقی یزد انجام شد. در این مطالعه از فاضلاب خط تولید شرکت کاشی نمونه برداری مرکب انجام گرفت. پارامترهای pH، EC در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری و سپس نمونه به آزمایشگاه انتقال داده شد. برای حفاظت، نمونه‌ها در یخچال در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری گردید.

غلظت بور به روش کارمین (شماره استاندارد .4500-B C) با استفاده از اسپکتوفتومتر DR6000 شرکت HACH ساخت کشور آمریکا در طول موج ۵۸۵ نانومتر اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری pH و هدایت الکتریکی از مولتی پارامتر مدل HQ40 ساخت شرکت HACH آمریکا استفاده گردید. کدورت با DR2000، کل جامدات معلق (TSS) و کل جامدات محلول (TDS) با روش وزن سنجی ارائه شده در استاندارد متد به شماره 2540-D و 2540-C اندازه‌گیری صورت گرفت. سنجش COD به روش هضم برگشتی (Open Reflux Method) بخش 5220-B استاندارد متد انجام شد. پارامتر BOD_5 نیز با روش 5220-D اندازه‌گیری گردید. هم-چنین در آزمایشات انعقاد و لخته‌سازی از دستگاه جارتست مدل ۷۷۹۰-۴۰۲ ساخت شرکت HACH آمریکا استفاده شد [۲۱]. همچنین این مطالعه دارای کد اخلاق از دانشگاه علوم پزشکی شهید صدوقی یزد به شماره ثبتی IR.SSU.SPH.REC.1394.15 می‌باشد.

در این مطالعه از پلی آلومینیوم کلراید (PAC) به عنوان منعقدکننده و از پلیمرهای آنیونی A-300 و کاتیونی C-270 به عنوان کمک منعقدکننده ساخت شرکت AquaTech سوئیس در مرحله انعقاد و لخته‌سازی استفاده گردید. محلول ۱۰ درصد از منعقدکننده و ۰/۱ درصد از هر کمک منعقدکننده آماده گردید.در مرحله جذب از کربن فعال گرانولی تجاری با منشأ زغال سنگ (Jacobi Carbons AB Bredbandet 1, Varvsholmen SE-392 30 Kalmar Sweden) به عنوان جاذب استفاده شد. مشخصات کربن

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]
[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]

فعال مورد استفاده در این تحقیق در جدول ۱ ارائه شده است.

جدول ۱- مشخصات کربن فعال مورد استفاده در این مطالعه

پارامتر	مقدار
نام شیمیایی	Activated Carbon
pH	۵-۷
چگالی ظاهری	۴۶۰ کیلوگرم بر مترمکعب حداقل
خاصیت انحلال پذیری	نامحلول
پایداری شیمیایی	پایدار
اندازه ذرات	مش ۳۰×۸ (۲/۳۶-۰/۶ میلی-متر)
محتوای رطوبت	حداکثر ۵ درصد
عدد ید	حداقل۱۰۰۰ میلی‌گرم بر گرم
محتوای کل خاکستر	حداکثر ۱ درصد
سختی	حداقل ۹۸ درصد

این تحقیق در دو مرحله انجام گرفت. در ابتدا فرآیند انعقاد و لخته‌سازی بر روی نمونه اصلی صورت گرفت. سپس پساب خروجی از فرآیند انعقاد و لخته‌سازی به عنوان نمونه ورودی برای فرآیند جذب سطحی استفاده گردید.

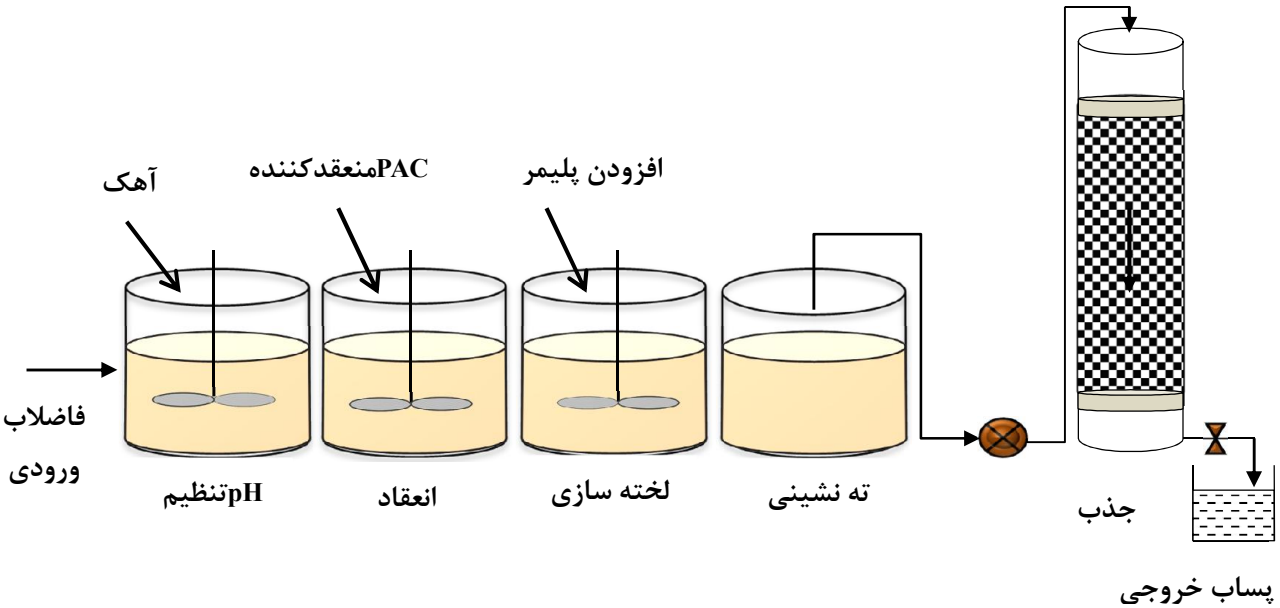
مرحله اول - آزمایشات انعقاد و لخته‌سازی؛ ابتدا جهت تعیین pH بهینه، نمونه‌هایی از مقادیر مساوی فاضلاب (یک لیتری) درون بشر ریخته، سپس با استفاده از هیدروکسید سدیم و اسید کلریدریک یک نرمال، pH آن‌ها در محدوده ۵ تا ۱۱ تنظیم گردید. سپس غلظت ثابتی از پلی آلومینیوم کلراید (۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) به نمونه افزوده و بعد از اختلاط، ۳۰ دقیقه زمان ته نشینی برای نمونه‌ها در نظر گرفته شد و در نهایت pH بهینه با اندازه‌گیری غلظت بور و محاسبه راندمان حذف بور برای هر نمونه تعیین شد. در ادامه غلظت‌های مختلف پلی آلومینیوم کلراید (۱۵۰، ۲۰۰، ۲۵۰، ۳۰۰، ۳۵۰، ۴۰۰، ۴۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) و غلظت‌های مختلف پلیمرها (۰/۵، ۱، ۱/۵، ۲، ۲/۵ میلی‌گرم بر لیتر) مورد بررسی قرار گرفت. در تمام مراحل آزمایشات انعقاد و لخته‌سازی دستگاه جارتست بر روی سرعت ۱۰۰ دور در دقیقه به مدت زمان ۶۰ ثانیه برای اختلاط تند و سرعت ۱۰ دور در دقیقه به مدت ۲۰ دقیقه برای اختلاط کند تنظیم بود [۲۲].

مرحله دوم - آزمایشات جذب سطحی؛ در ابتدا به منظور آماده سازی ستون جاذب، کربن فعال گرانولی با آب مقطر مورد شستشو قرار گرفت و به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۱۱۰ درجه سانتی‌گراد خشک تا رطوبت آن گرفته و به وزن ثابت برسد. در این تحقیق ستونی از جنس پلی‌اتیلن، با ارتفاع ۴۰ سانتی‌متر و قطر ۶ سانتی‌متر، به عنوان رآکتور با جریان پایین رونده مورد استفاده قرار گرفت. به منظور جلوگیری از خارج شدن گرانول‌های کربن فعال از بستر ستون، در قسمت بالا و پایین بستر از صفحه مشبک پلاستیکی به قطر یک سانتی متر به عنوان نگه دارندهٔ ستون استفاده شد. ستون مورد نظر تا ارتفاع ۳۰ سانتی‌متر از کربن فعال پر شد و به منظور کاهش خطاهای احتمالی در اندازه‌گیری غلظت آلاینده‌ی مورد نظر، به دلیل وجود غبار کربن، ابتدا به مدت ۳۰ دقیقه

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]
[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]

آب مقطر به داخل ستون پمپاژ شد [۲۳]. شماتیک ستون جاذب مورد مطالعه در شکل ۱ نشان داده شده است.

آزمایشات جذب بور در قالب دو آزمایش جذب وابسته به pH و زمان تماس انجام شد. نمونه با شرایط بهینه از مراحل انعقاد و لخته‌سازی به ستون جاذب وارد گردید و تأثیر pHهای مختلف ۲ تا ۷ بر رفتار ستون جاذب مورد بررسی قرار گرفت. فلوچارت مراحل انجام آزمایش در شکل ۱ نشان داده شده است.



شکل ۱- فلوچارت مراحل انجام آزمایش انعقاد و لخته سازی – جذب

در این مطالعه ایزوترم‌های Langmuir، Freundlich و Dubinin-Radushkevich در ارتباط با جذب سطحی بور بررسی شدند.

رابطه ریاضی ایزوترم Langmuir در معادله (۱) بیان شده است[۲۴].

$$q_e = \frac{C_e q_m b}{1+bC_e} \qquad (۱)$$

که در این رابطه:

C_e غلظت تعادلی یون‌ها بر حسب میلی‌گرم بر لیتر، q_e مقدار یونهای جذب شده بر حسب میلی‌گرم بر گرم، q_m حداکثر ظرفیت جذب یون‌ها بر حسب میلی‌گرم بر گرم، b ثابت تعادلی جذب Langmuir بر حسب میلی‌گرم بر میلی‌گرم است. اگر معادله Langmuir به فرم خطی درآید رسم منحنی و بدست آوردن پارامترهای جذب، آسان‌تر خواهد بود. فرم خطی در معادله (۲) بیان شده است.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{bq_m} + \frac{C_e}{q_m} \qquad (۲)$$

با رسم منحنی $\frac{C_e}{q_e}$ در مقابل C_e یک خط راست بدست خواهد آمد که شیب آن برابر با $\frac{1}{q_m}$ و عرض از مبدأ برابر با $\frac{1}{b\,q_m}$ خواهد بود. به کمک همدمای Langmuir می‌توان

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]
[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]

مشخص کرد که یک سیستم جذبی، سیستمی مطلوب یا غیر مطلوب است. این خصوصیت سیستم به وسیله ثابت بدون بعدی به نام پارامتر تعادلی (R_L) مشخص گردید. (R_L) با رابطه (۳) تعیین گردید.

$$R_L = \frac{1}{1+bC_0} \quad (۳)$$

که C_0 غلظت اولیه فلز بر حسب میلی‌گرم بر لیتر، در صورتی که $R_L=0$ باشد مدل ناکارآمد، اگر R_L بین صفر و یک باشد مدل مطلوب، اگر $R_L=1$ باشد مدل نامطلوب است [۲۵].

رابطه اصلی و شکل خطی ایزوترم Freundlich در معادله (۴) و (۵) بیان شده است.

$$q_e = k_f C_e^{1/n} \quad (۴)$$

$$log\, q_e = log\, k_f + \frac{1}{n} log\, C_e \quad (۵)$$

در این معادله c_e غلظت آلاینده‌ی باقی‌مانده در محلول بعد از کامل شدن عمل جذب (در زمان تعادل) برحسب میلی‌گرم بر لیتر، q_e مقدار ماده‌ی جذب شده در واحد وزن جذب کننده بر حسب میلی‌گرم بر گرم، ضرایب K_f و n ثابت‌های Freundlich که به ترتیب میزان ظرفیت و شدت جذب می‌باشند [۱۰]. بنابراین منحنی $log\, q_e$ در برابر $log\, C_e$ یک خط راست خواهد بود که شیب آن معادل $\frac{1}{n}$ و عرض از مبدأ آن معادل $log\, k_f$ می‌باشد. رابطه Freundlich هیچ اطلاعی در مورد ماکزیمم ظرفیت جذب نمی‌دهد.

با استفاده از ایزوترم‌هایLangmuir و Freundlich، تمامی اطلاعات مربوط به نوع جذب سطحی به دست نمی‌آید. برای یافتن نوع جذب، از ایزوترم Dubinin-Radushkevichاستفاده می‌شود. شکل خطی این ایزوترم در معادله (۶) بیان شده است.

$$ln\, q_e = ln\, q_m + \beta\varepsilon^2 \quad (۶)$$

q_m حداکثر ظرفیت جذب، β ثابت Dubinin-Radushkevich مربوط به انرژی آزاد متوسط جذب بر حسب mol^2kj^{-2} و ε پتانسیل جذب پولانی بر حسب KJ^2/mol^2 می‌باشد که عبارت است از مقدار انرژی لازم برای جدا کردن یک مولکول جذب شده از سطح جذب کننده، که طبق معادله (۷) بدست می‌آید[۲۶].

$$\varepsilon = R.T.ln\left[1+\frac{1}{C_e}\right] \quad (۷)$$

R ثابت گازها بر حسب $J\ mol^{-1}K^{-1}$ که برابر است با ۸/۳۱۴، T دما برحسب کلوین و C_e غلظت تعادلی بور در محلول بر حسب میلی‌گرم بر لیتر است. با رسم نمودار $\ln q_e$ در برابر ε^2 مقادیر q_m و β به دست می‌آید. بر اساس شیب خط حاصل از رگرسیون خطی داده‌ها ضریب β قابل تعیین است. انرژی آزاد متوسط جذب E_a با استفاده از رابطه (۸) به دست می‌آید [۲۴].

$$E_a = \frac{1}{\sqrt{2\beta}} \quad (۸)$$

E_a انرژی آزاد برای انتقال یک مول از یون‌های فلزی از توده محلول به سطح جاذب است.

در این مطالعه از مدل‌های سینتیک شبه درجه اول و درجه دوم برای توصیف داده‌های حاصل استفاده شد. مدل خطی سینتیک درجه اول به صورت معادله (۹) قابل محاسبه است:

$$log(q_e - q_t) = log\, q_e - \frac{k_1}{2.303}t \quad (۹)$$

K_1 ثابت سرعت جذب، q_e و q_t مقدار یون جذب شده بر وزن جاذب در زمان تعادل و t بر حسب میلی‌گرم بر گرم می باشد. t و K_1 ثابت‌های جذب معادله درجه اول هستند. با

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]
[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]

رسم نمودار $log(q_e - q_t)$ نسبت به t می‌توان K_1 را از طریق شیب و q_e را از عرض از مبدأ نمودار به دست آورد.

فرم خطی مدل سینتیک شبه درجه دوم به صورت معادله (۱۰) قابل محاسبه است:

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{1t}{q_e} \quad (۱۰)$$

که با رسم نمودار $1/q_t$ نسبت به t می‌توان k_2 را از طریق عرض از مبدأ و q_e را از شیب نمودار به دست آورد [۲۷].

در این تحقیق نمودارها با Excel 2013 رسم گردید. تجزیه و تحلیل داده‌ها با SPSS نسخه ۲۳ با استفاده از ضریب همبستگی پیرسون (Pearson Correlation Coefficient) با سطح معنی‌داری ۰/۰۵ انجام شد.

نتایج

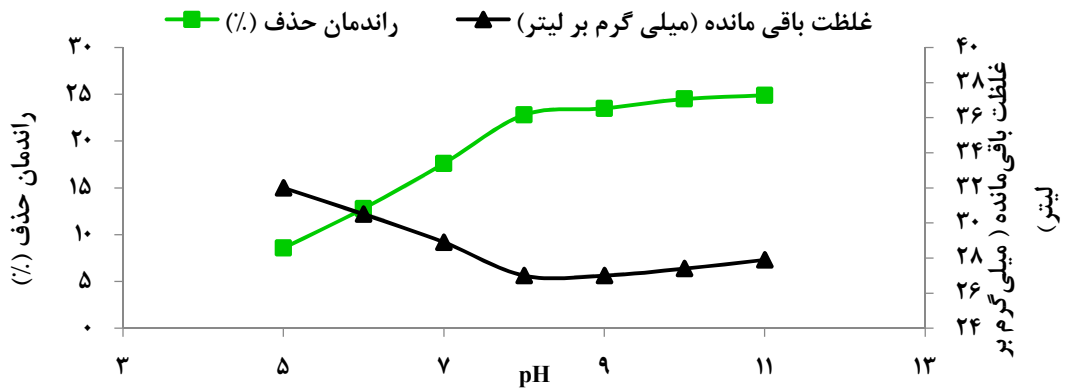
خصوصیات فاضلاب کاشی در جدول ۲ ارائه شده است.

جدول ۲- خصوصیات فاضلاب صنعت کاشی مورد استفاده در این تحقیق

پارامتر	واحد	مقادیر
pH	-	٦/٩
هدایت الکتریکی (EC)	میکروزیمنس بر سانتی متر	۲۷۰۰
کل جامدات محلول (TDS)	میلی‌گرم بر لیتر	۱۰۹٦
کل جامدات معلق (TSS)	میلی‌گرم بر لیتر	۱٤۳۰۰
کدورت	NTU	۹۵۰۰
بور	میلی‌گرم بر لیتر	۳۵
اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD)	میلی‌گرم بر لیتر	۱۵۱/۲
اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (BOD)	میلی‌گرم بر لیتر	۱۰۰/۸

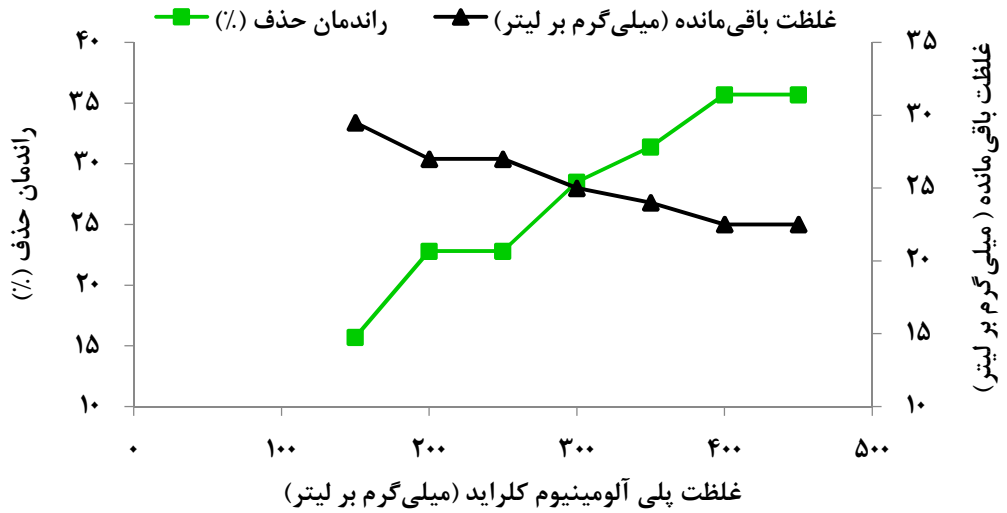
نتایج تأثیر مقادیر مختلف pH در حذف بور در غلظت ثابت پلی آلومینیوم کلراید (۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) در نمودار ۱ نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌گردد با افزایش pH راندمان حذف افزایش می‌یابد و این افزایش تا pH برابر ۸ ادامه دارد و مقادیر بالاتر pH راندمان حذف قابل ملاحظه‌ای نداشته است. طبق نتایج حاصل، مناسب‌ترین حذف در pH برابر ۸ با راندمان ۲۲/۸۵ درصد و باقی‌مانده ۲۷ میلی‌گرم بر لیتر به دست آمد. آزمون ضریب همبستگی پیرسون نشان داد که بین متغیر pH و راندمان حذف بور همبستگی معنی‌دار وجود دارد (p= ۰/۰۰۲،r= ۰/۹۳).

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]
[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]



نمودار ۱ - تأثیر pH در حذف بور از فاضلاب (غلظت پلی آلومینیوم کلراید = ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر)

نتایج تأثیر غلظت‌های مختلف پلی آلومینیوم کلراید در حذف بور در نمودار ۲ گزارش شده است. همان‌طور که مشاهده می‌گردد حداکثر حذف در غلظت ۴۰۰ میلی‌گرم بر لیتر با راندمان ۳۵/۷ درصد و غلظت باقیمانده ۲۲/۵ میلی-گرم بر لیتر به دست آمد. با افزایش غلظت منعقدکننده، حذف بور افزایش یافت تا غلظت ۴۰۰ میلی‌گرم بر لیتر و در غلظت‌های بالاتر از ۴۰۰ میلی‌گرم بر لیتر، راندمان حذف بدون تغییر باقی ماند. آزمون ضریب همبستگی پیرسون نشان داد که بین متغیر غلظت پلی‌آلومینیوم کلراید و راندمان حذف بور همبستگی معنی‌دار وجود دارد (p= ۰/۰۰۰،r= ۰/۹۷).



نمودار ۲- تأثیر غلظت‌های مختلف پلی آلومینیوم کلراید در حذف بور از فاضلاب (pH=۸)

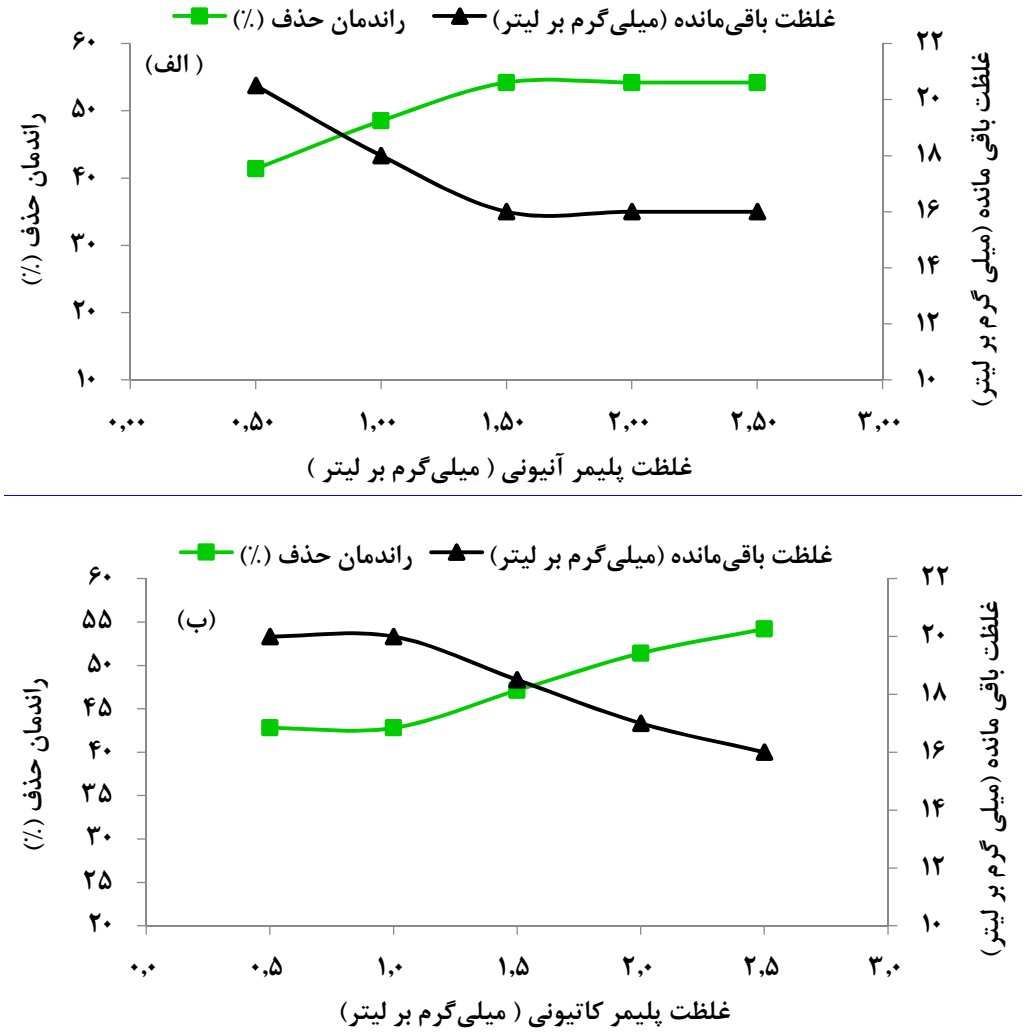
در مرحله بعد انواع مختلفی از پلیمرهای آنیونی و کاتیونی در آزمایش جارتست جهت بدست آوردن لخته‌ساز مناسب برای فرآیند لخته‌سازی استفاده شد.

تأثیر غلظت‌های مختلف پلیمر آنیونی A-300 در حذف بور در نمودار ۳ الف نشان داده شده است. طبق نتیجه حاصل، حداکثر حذف بور در غلظت ۱/۵ میلی‌گرم بر لیتر

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]
[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]

با راندمان ۵۴/۲ درصد و غلظت باقی‌مانده ۱۶ میلی‌گرم بر لیتر به دست آمد. با افزایش غلظت پلیمر، راندمان حذف بدون تغییر باقی ماند. آزمون ضریب همبستگی پیرسون نشان داد که بین متغیر غلظت پلیمر آنیونی و راندمان حذف بور همبستگی معنی‌دار وجود دارد (r= ۰/۸۷، p= ۰/۰۰۵).

تأثیر غلظت‌های مختلف پلیمر کاتیونی C-270 را بر حذف بور در نمودار ۳ ب نشان داده شده است. طبق نتیجه حاصل، حداکثر حذف بور در غلظت ۲/۵ میلی‌گرم بر لیتر با راندمان ۵۴/۲ درصد و غلظت باقی‌مانده ۱۶ میلی‌گرم بر لیتر به دست آمد. آزمون ضریب همبستگی پیرسون نشان داد که بین متغیر غلظت پلیمر کاتیونی و راندمان حذف بور همبستگی معنی‌دار وجود دارد (r= ۰/۹۷، p= ۰/۰۰۵).

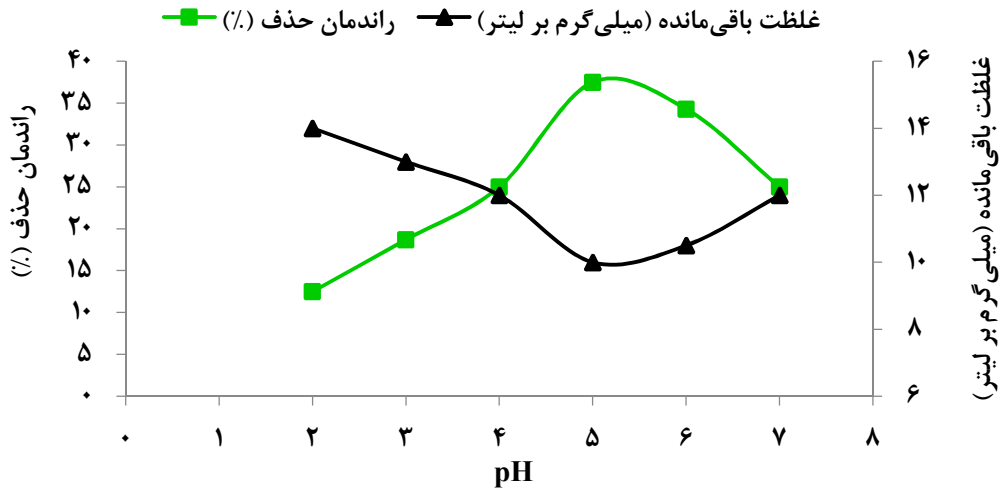


نمودار ۳- تأثیر غلظت‌های مختلف پلیمر آنیونی (الف) و پلیمر کاتیونی (ب) در حذف بور از فاضلاب (pH= ۸، غلظت پلی آلومینیوم کلراید= ۴۰۰ میلی‌گرم بر لیتر)

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]
[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]

همان‌طور که از نتایج مرحله انعقاد و لخته‌سازی مشخص می‌گردد، غلظت بهینه پلی آلومینیوم کلراید در ترکیب با پلیمر آنیونی با غلظت بهینه کم‌تر در مقایسه با پلیمر کاتیونی به راندمان حذف مساوی دست یافت. در نتیجه ترکیب ۴۰۰ میلی‌گرم بر لیتر پلی آلومینیوم کلراید و ۱/۵ میلی‌گرم بر لیتر پلیمر آنیونی در pH برابر ۸ به عنوان شرایط بهینه به دست آمده از مرحله انعقاد و لخته‌سازی در ادامه کار مورد استفاده قرار گرفت.

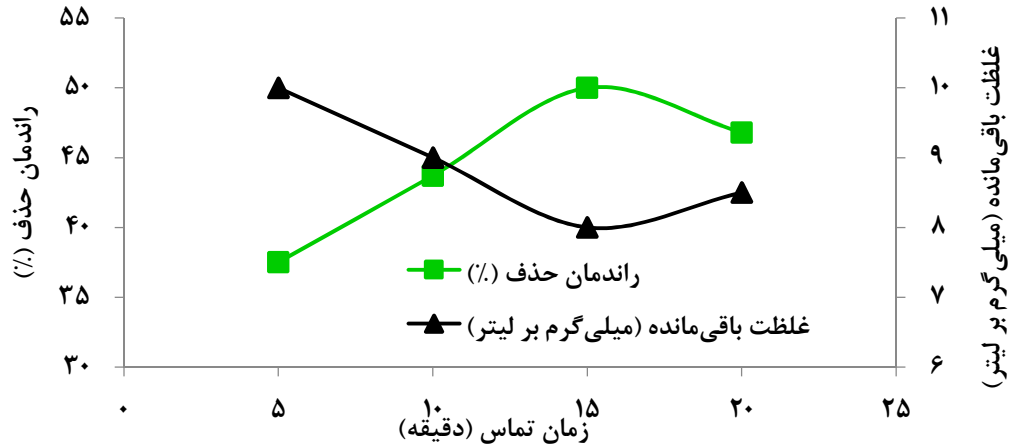
اثر pH بر کارایی جذب بور توسط کربن فعال در نمودار ۴ ارائه شده است. بر طبق نمودار ۴، حداکثر حذف بور در pH برابر ۵ با راندمان ۳۷/۵ درصد و غلظت باقی‌مانده ۱۰ میلی-گرم بر لیتر به دست آمد. با افزایش pH راندمان حذف بور توسط کربن فعال افزایش یافت. با افزایش pH از ۲ تا ۵ جذب بور از ۱۲/۵ درصد به ۳۷/۵ درصد افزایش یافت. آزمون ضریب همبستگی پیرسون نشان داد که بین متغیر pH و راندمان حذف بور در فرآیند جذب سطحی همبستگی معنی‌داری مشاهده نگردید (p= ۰/۱۱۴،r= ۰/۶۹).



نمودار ٤- اثر pH بر کارایی جذب بور توسط کربن فعال گرانولی (تحت شرایط دمایی ۲۳ درجه سانتی‌گراد و زمان تماس = ۵ دقیقه)

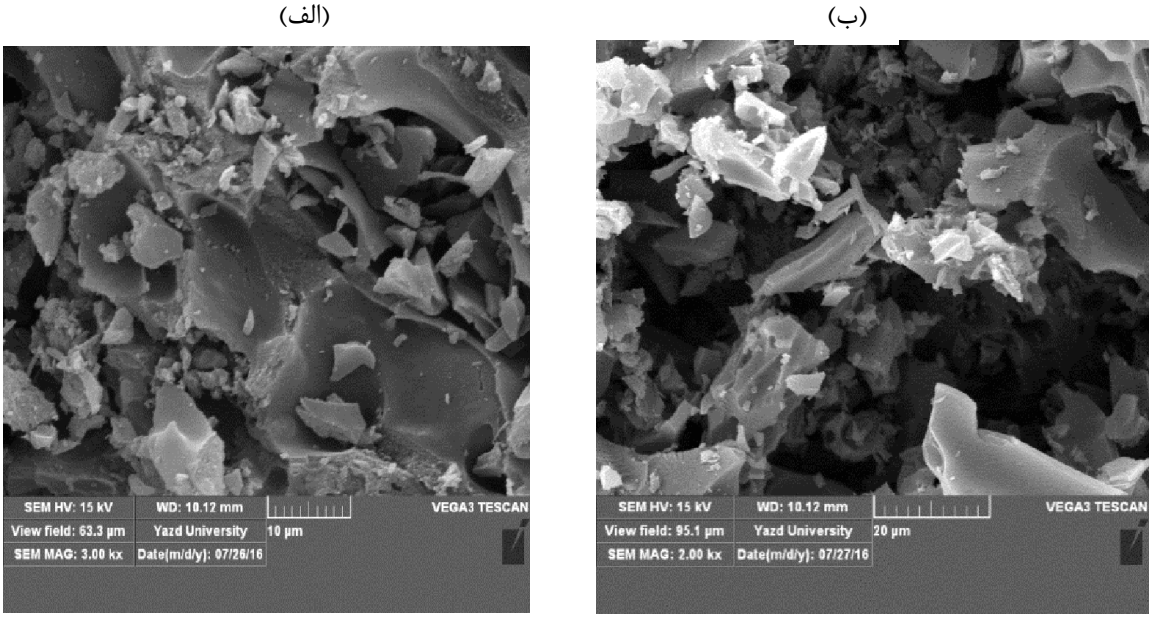
نتایج حاصل از تأثیر زمان تماس بر میزان جذب بور توسط کربن فعال گرانولی در نمودار ۵ ارائه شده است. همان‌طور که مشاهده می‌گردد، با افزایش زمان تماس، راندمان حذف بور افزایش یافت و ۵۰ درصد جذب در طی ۱۵ دقیقه با غلظت باقی‌مانده ۸ میلی‌گرم بر لیتر اتفاق افتاده و با افزایش زمان تماس، سرعت جذب کاهش یافته است. آزمون ضریب همبستگی پیرسون نشان داد که بین زمان تماس و راندمان حذف بور در فرآیند جذب سطحی همبستگی معنی‌داری مشاهده نشد (r= ۰/۸۲، p= ۰/۱۷۲).

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]
[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]



نمودار ۵- اثر زمان تماس‌های مختلف بر کارآیی جذب بور توسط کربن فعال گرانولی (تحت شرایط دمایی ۲۳ درجه سانتی‌گراد و pH بهینه برابر ۵)

تصاویر میکروسکوپی الکترونی روبشی (Scanning Electron Microscope: SEM) کربن فعال با بزرگ‌نمایی ۱۰۰۰۰ از سطح جاذب در شکل ۲ نشان داده شده است.

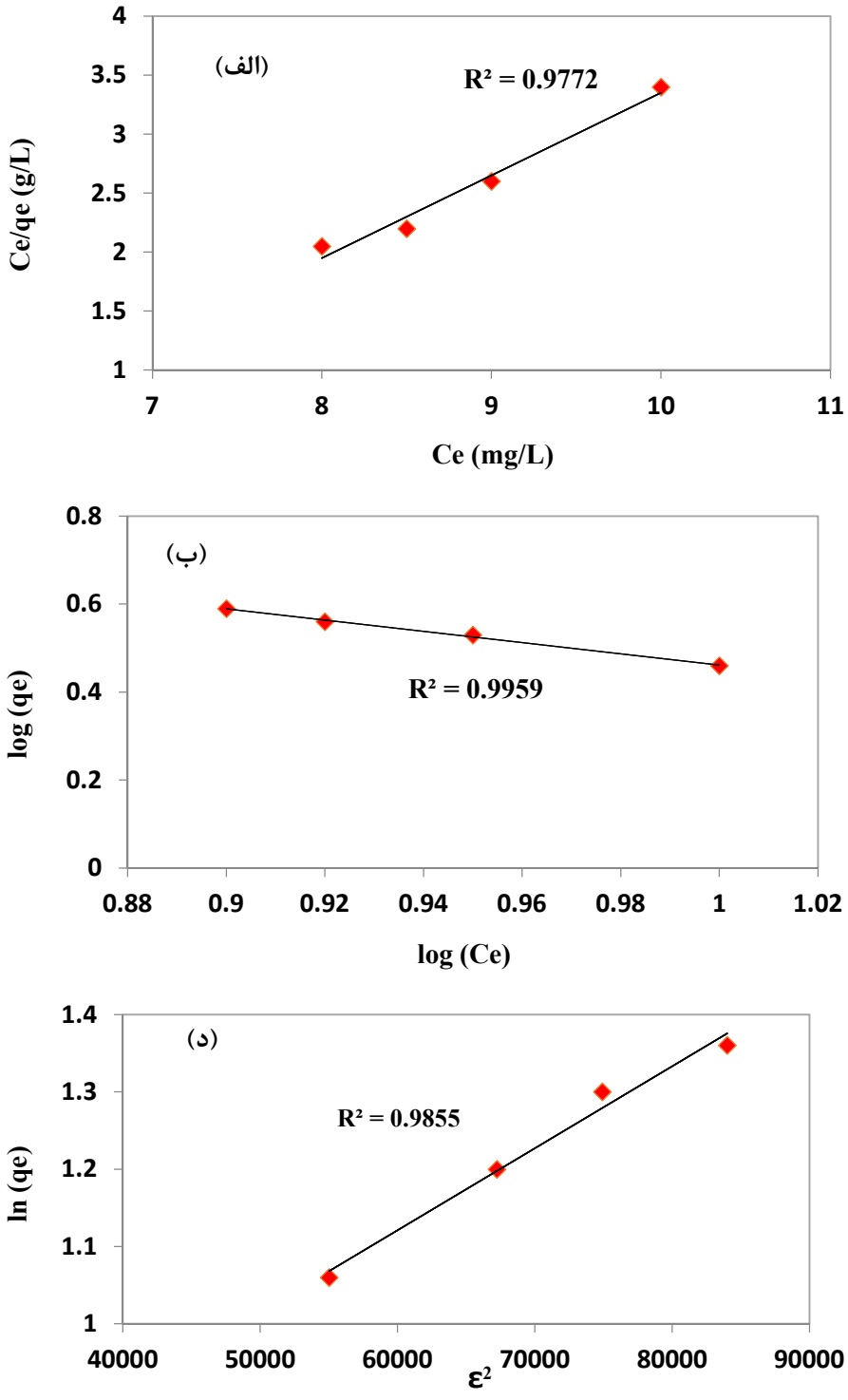


شکل ۲- تصاویر SEM کربن فعال گرانولی تجاری قبل از استفاده (الف) و بعد از جذب سطحی در زمان تماس بهینه ۱۵ دقیقه (ب)

نتایج حاصل از ایزوترم‌های جذب Langmuir، Freundlich و Dubinin-Radushkevich در برای بور در نمودار ۶ (الف، ب و د) نشان داده شده است. پارامترهای ثابت ایزوترم‌های محاسبه شده در جدول ۳ نشان داده شده است. ضریب جذب بور با استفاده از کربن فعال برای ایزوترم

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]
[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]

Langmuir (R^2 =۰/۹۷) ، Freundlich (R^2 =۰/۹۹) و Dubinin-Radushkevich (R^2 =۰/۹۸) تعیین شد.



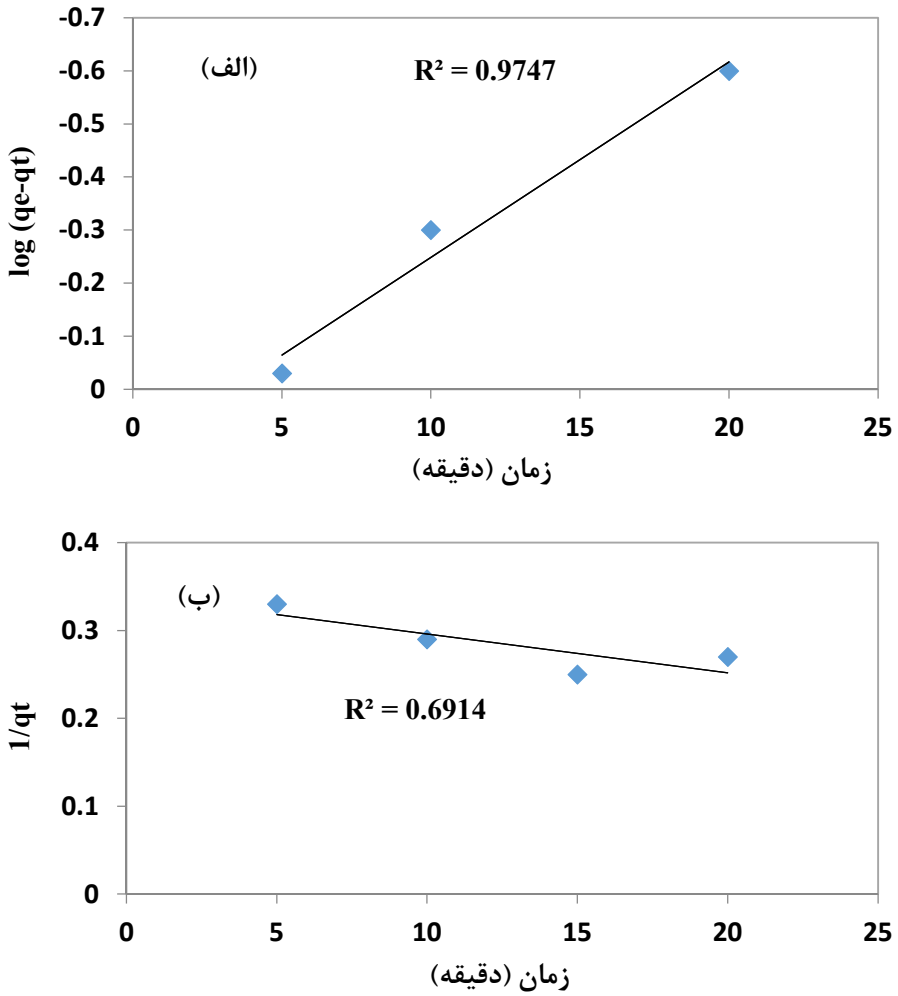
نمودار ٦- ایزوترم Langmuir (الف)، Freundlich (ب)، Dubinin-Radushkevich (د) برای جذب بور

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]
[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]

جدول ۳- پارامترهای ثابت محاسبه شده ایزوترم Langmuir، Freundlich و Dubinin-Radushkevich برای جذب بور

ایزوترم Langmuir			ایزوترم Freundlich			ایزوترم Dubinin-Radushkevich		
R^2	b	q_m	R^2	K_f	n	R^2	β	q_m
۰/۹۷	۵/۲۹	۰/۲۷	۰/۹۹	۵۳/۷	۰/۷	۰/۹۸	$۱\times^{۵}-۱۰$	۴۵/۲

نمودار ۷، سینتیک‌های جذب شبه درجه اول (الف) و شبه درجه دوم (ب) مربوط به جذب بور را بر روی کربن فعال گرانولی را نشان می‌دهد و پارامترهای مؤثر بر سینتیک‌های جذب نیز در جدول ۴ ارائه شده است. بر طبق داده‌های ارائه شده در جدول ۴ جذب بور بر روی کربن فعال همبستگی زیادی با سینتیک شبه درجه اول را نشان می‌دهد.



نمودار ۷- مدل‌های سینتیک شبه درجه اول (الف) و شبه درجه دوم (ب) برای جذب بور

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]
[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]

جدول ٤- پارامترهای ثابت محاسبه شده مدل‌های سینتیک برای جذب بور

شبه درجه اول			شبه درجه دوم		
R^2	K_1	q_e	R^2	K_2	q_e
۰/۹۷	۰/۰۸	۱/۳۱	۰/٦۹	۰/۰۰۰۰٤	۲۵۰

بحث

نتایج حاصل از تحقیق حاضر پیرامون مرحله انعقاد با استفاده از منعقدکننده پلی آلومینیوم کلراید نشان دهنده آن است که در pH و غلظت بهینه برابر ۸ و ۴۰۰ میلی‌گرم بر لیتر غلظت بور در پایین ترین مقدار بوده است. pH یکی از فاکتورهای تأثیر گذار بر قابلیت دسترسی به بور است. زیرا این ویژگی بر گونه بندی بور تأثیر دارد و سمیت و تحریک بور بستگی به شکل‌های آن دارد. با افزایش pH، گونه باردار منفی یعنی بورات $B(OH)_4^-$ غلبه دارد. در حالی که در pH پایین اسید بوریک غیر یونیزه غالب می‌شود [۲۸].

Sari و Chellam به راندمان حذف ۴۹ درصد بور در pH بهینه ۸ و غلظت ۱۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر با استفاده از منعقدکننده آلوم اشاره کردند [۲۹]. میزان غلظت بهینه بدست آمده با استفاده از آلوم در مطالعه Sari و Chellam نسبت به مطالعه حاضر بیش‌تر می‌باشد که می‌تواند دلیل آن را نوع منعقدکننده مصرفی و غلظت اولیه بور (۱۲۰ میلی‌گرم بر لیتر) در فاضلاب مورد مطالعه بیان کرد. Güven و همکاران راندمان حذف ۵۵ درصدی بور را در pH بهینه ۸/۵ با استفاده از الکترودهای آلومینیومی در روش الکتروگوالاسیون نشان دادند [۳۰]. در مطالعه‌ای دیگر Karakaş و همکاران به بررسی اثرات pH در حذف بور با استفاده از پلی آلومینیوم کلراید پرداختند که به pH بهینه بین ۸/۵-۶ دست یافتند [۳۱]. که با یافته‌های این پژوهش مطابقت دارد.

نتایج حاصل از کاربرد پلیمرها به عنوان کمک منعقد کننده، نشان داد که با پلیمر آنیونی در غلظت ۱/۵ میلی‌گرم بر لیتر و پلیمر کاتیونی در غلظت ۲/۵ میلی‌گرم بر لیتر راندمان حذف یکسان ۵۴/۲ درصد به دست آمد که در نتیجه پلیمر آنیونی به عنوان کمک منعقدکننده بهتر با غلظت کم‌تر انتخاب گردید. در مطالعه chong و همکاران نیز پلیمر آنیونی و کاتیونی راندمان حذف یکسان(۸۰ درصد) به دست آمد که پلیمر آنیونی با غلظت کم‌تر به عنوان کمک منعقدکننده بهتر انتخاب شد که با نتایج حاصل از این مطالعه مطابقت دارد [۶].

در فرآیند جذب سطحی با افزایش pH راندمان حذف بور افزایش و این افزایش تا pH برابر ۵ ادامه داشته و در مقادیر بالاتر pH راندمان حذف بور کاهش داشته است. در نتیجه ۵ =pH به عنوان pH بهینه انتخاب گردید. Darwish و همکاران پیشنهاد کردند که تشکیل کمپلکس به احتمال زیاد از طریق واکنش اسید بوریک به جای بورات اتفاق افتاده است. آن‌ها دریافتند که غلظت کمپلکس با افزایش pH افزایش یافته و به حداکثر خود می‌رسد سپس با افزایش بیش‌تر pH منجر به کاهش ظرفیت جذب می‌شود [۳۲].

با افزایش زمان تماس میزان جذب افزایش می‌یافت، اما بعد از ۱۵ دقیقه سرعت جذب کاهش یافت در نتیجه این زمان تماس به عنوان زمان تماس بهینه در نظر گرفته شد. خلل و فرج‌های موجود در سطح کربن فعال با اندازه‌های مختلف و توزیع تقریباً یکنواخت بر اساس تصاویر گرفته شده

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]
[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]

با میکروسکوپ الکترونی روبشی SEM نشان دهنده سایت های تبادلی فراوان در سطح جاذب بود. با افزایش زمان تماس از ۵ تا ۲۰ دقیقه درصد حذف بور افزایش یافته و این افزایش در ۱۵ دقیقه اول بیش‌ترین سرعت را داشت که علت آن وجود مکان‌های خالی در سطح کربن فعال است که با گذشت زمان این مکان‌ها پرشده و ظرفیت جذب کربن به مقدار ثابت و اصطلاحاً به حال تعادل می‌رسد. بعد از حالت تعادل مقدار جذب کمی افت پیدا کرده که علت آن را می توان واجذب عنوان نمود. در شرایط بهینه، غلظت بور از ۳۵ به ۸ میلی‌گرم بر لیتر کاهش یافت.

در بررسی ایزوترم‌های جذب مشاهده می‌گردد که جذب بور از هر سه مدل پیروی می‌کند ولی نتایج تناسب بهتری با Freundlich داشت. از پارامترهای مهمی که در معادلات جذب برای پیش بینی مناسب بودن یا نبودن جذب بایستی تعیین گردد، ضریب بدون بعد (R_L) و ضریب n می‌باشد.

در بررسی ایزوتروم جذب لانگمویر، میزان R_L جذب بور بر روی جاذب ۰/۰۱۷ محاسبه شد و با توجه به این‌که R_L در محدوده صفر تا ۱ قرار دارد نشان دهنده این است که سیستم جذبی مناسب و مطلوب می‌باشد. 1/n در معادله Freundlich نشان دهنده شدت جذب سطحی و نوع ایزوترم است که اگر ۰= 1/n باشد جذب برگشت ناپذیر (ناکارآمد)، ۰<1/n < ۱ مطلوب و اگر 1/n>۱ جذب نامطلوب است [۳۳]. میزان 1/n در این تحقیق برابر ۱/۲۷- است که نشان دهنده این است که سیستم جذبی در حذف بور ناکارآمد می‌باشد.

Lyu و همکاران با استفاده از رزین های اصلاح شده با پیروکاتکول (CL) به pH بهینه ۹/۰۶و حداکثر جذب ۰/۷۸۸۶ میلی‌مول بر گرم و با رزین های اصلاح شده با نیتروپیروکاتکول (NCL) به pH بهینه ۶/۷ و حداکثر جذب ۰/۷۹۳۱ میلی‌مول بر گرم دست یافتند. هم‌چنین نتایج نشان داد که مدل ایزوترم فروندلیچ در غلظت کم بور و در غلظت بالای بور ایزوترم لانگمویر تطابق بیش‌تری دارد [۲۸].

داده‌های تعادلی مدل Dubinin-Radushkevich هم می تواند برای تعیین طبیعت پدیده جذب به کار رود. انرژی جذب اطلاعاتی در مورد نوع مکانیسم جذب می‌دهد. مقدار E_a برای جاذب در جذب بور ۰/۲ kj/mol به دست آمد. با در نظر گرفتن این‌که اگر مقدار انرژی جذب کم‌تر از ۸ باشد جذب از نوع فیزیکی و ناشی از نیروهای ضعیف واندروالس و اگر در محدوده ۸ تا ۱۶ باشد جذب یون فلزی توسط جاذب با مکانیسم تبادل یون صورت می‌گیرد و اگر بین ۴۰-۲۰ باشد، جذب از نوع شیمیایی است [۳۴]. بنابراین مکانیسم غالب جذب بور از نوع فیزیکی می‌باشد.

به منظور رسیدن به اطلاعاتی در مورد عوامل مؤثر بر سرعت واکنش، ارزیابی سینتیک ضروری است. دو مدل بسیار مهم که در منابع برای فرآیند جذب به کار می‌روند مدل سینیتیک شبه درجه اول و شبه درجه دوم است. وقتی جذب سطحی توسط نفوذ از داخل یک لایه اتفاق می‌افتد سینتیک از نوع درجه اول و اگر جذب شیمیایی مرحله کندکننده سرعت واکنش باشد و فرایند جذب سطحی را کنترل کند سینتیک از نوع درجه دو است. سینتیک درجه اول بر اساس ظرفیت فاز جامد و سینتیک درجه دو بر مبنای جذب فاز جامد است [۳۵].

با مقایسه ضرایب همبستگی بین سینتیک‌ها (جدول ۴) می‌توان نتیجه گرفت که میزان تبعیت جذب از سینتیک

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]
[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]

درجه اول بیش‌تر است. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که قسمت اعظم جذب توسط نفوذ به داخل یک لایه اتفاق افتاده است یعنی جذب به صورت جذب فیزیکی است. Xu و همکاران در تحقیق خود بر روی حذف بور با استفاده از سیلیکای جدید به عنوان جاذب، به تبعیت مدل سینتیک شبه درجه دوم اشاره نمود [۳۶]. که با نتیجه مطالعه حاضر همخوانی ندارد و این می تواند به دلیل تفاوت در ماهیت جاذب ها باشد. Kluczka و همکاران در فرآیند جذب سطحی با استفاده از کربن فعال‌های تجاری و اصلاح شده با مانیتول و زایلیتول به pH بهینه ۸/۵ دست یافتند. هم‌چنین نشان دادند که راندمان جذب بور از سینتیک درجه دوم تبعیت می‌کند [۳۷].

نتیجه‌گیری

نتایج به دست آمده از این پژوهش نشان داد که پلی آلومینیوم کلراید در pH و غلظت بهینه برابر ۸ و ۴۰۰ میلی گرم بر لیتر قادر به حذف ۳۵/۷ درصد بور بود که در ترکیب با ۱/۵ میلی‌گرم بر لیتر پلیمر آنیونی راندمان حذف به ۵۴/۲ درصد افزایش یافت. در ادامه آزمایشات، فرآیند جذب سطحی در pH بهینه برابر ۵ و زمان تماس ۱۵ دقیقه راندمان حذف ۵۰ درصد با تبعیت از ایزوترم Freundlich و مدل سینتیک شبه درجه اول به دست آمد. به طوری کلی در این پژوهش از تلفیق دو فرآیند انعقاد و لخته‌سازی با جذب سطحی، بور از غلظت اولیه ۳۵ به ۸ میلی‌گرم بر لیتر (راندمان حذف ۷۷/۱۴ درصد) کاهش یافت.

تشکر و قدردانی

این مقاله بر گرفته از پایان‌نامه طاهره زارعی محمودآبادی و مصوب کمیته اخلاق دانشگاه علوم پزشکی شهید صدوقی یزد می‌باشد. به این وسیله از حمایت مالی دانشگاه علوم پزشکی شهید صدوقی یزد و همکاری آزمایشگاه دانشکده بهداشت این دانشگاه سپاس‌گزاری می‌شود.

References

[1] Bodzek M, Treatment W. The removal of boron from the aquatic environment–state of the art. *Desalin Water Treat* 2016; 57(3): 1107-31.

[2] Duran H, Yavuz E, Sismanoglu T, Senkal BF. Functionalization of gum arabic including glycoprotein and polysaccharides for the removal of boron. *J Carbohydr Polym* 2019; 225: 115-39.

[3] Demey H, Barron-Zambrano J, Mhadhbi T, Miloudi H, Yang Z, Ruiz M, et al. Boron removal from aqueous solutions by using a novel alginate-based sorbent: Comparison with Al_2O_3 particles. *J Polym* 2019; 11(9): 1509.

[4] Tamirisakandala S, Bhat RB, Tiley JS, Miracle DB. Processing, microstructure, and properties of β

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]
[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]

[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]

titanium alloys modified with boron. *J Mater Eng Perform* 2005; 14(6): 741-46.

[5] Kurama S, Kara A, Kurama H. Investigation of borax waste behaviour in tile production. *J Eur Ceram Soc* 2007; 27(2-3): 1715-20.

[6] Chong MF, Lee KP, Chieng HJ, Ramli I. Removal of boron from ceramic industry wastewater by adsorption–flocculation mechanism using palm oil mill boiler (POMB) bottom ash and polymer. *Water Res* 2009; 43(13): 3326-34.

[7] Ke S, Wang Y, Pan Z, Ning C, Zheng S. Recycling of polished tile waste as a main raw material in porcelain tiles. *J Clean Prod* 2016; 115: 238-44.

[8] Guan Z, Lv J, Bai P, Guo X. Boron removal from aqueous solutions by adsorption—A review. *J Desalin* 2016; 383: 29-37.

[9] Nasef MM, Nallappan M, Ujang Z. Polymer-based chelating adsorbents for the selective removal of boron from water and wastewater: A review. *React Funct Polym* 2014; 85: 54-68.

[10] Kurkumin TT, Halim A, Roslan N, Yaacub N, Latif M. Boron removal from aqueous solution using curcumin-impregnated activated carbon. *Sains Malaysiana* 2013; 42(9): 1293-300.

[11] Chen M, Dollar O, Shafer-Peltier K, Randtke S, Waseem S, Peltier E. Boron removal by electrocoagulation: Removal mechanism, adsorption models and factors influencing removal. *J Water Res* 2020; 170: 1153-62.

[12] Kluczka J, Gnus M, Dudek G, Turczyn R. Removal of boron from aqueous solution by composite chitosan beads. *Sep Sci Technol* 2017; 52(9): 1559-71.

[13] Liu L, Xie X, Qi S, Li R, Zhang X, Song X, et al. Thin film nanocomposite reverse osmosis membrane incorporated with UiO-66 nanoparticles for enhanced boron removal. *J Membr Sci* 2019; 580:101-9.

[14] Widhiastuti F, Lin J-Y, Shih Y-J, Huang Y-H. Electrocoagulation of boron by electrochemically co-precipitated spinel ferrites. *J Chem Eng* 2018; 350: 893-901.

[15] Bunani S, Arda M, Kabay N, Yoshizuka K, Nishihama S. Effect of process conditions on recovery of lithium and boron from water using bipolar membrane electrodialysis (BMED). *J Desalin* 2017; 416: 10-5.

[16] Chorghe D, Sari MA, Chellam S. Boron removal from hydraulic fracturing wastewater by aluminum and iron coagulation: mechanisms and limitations. *J Water Res* 2017; 126: 481-7.

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]

[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]

[17] Wang Z, Wu Z, Zhang Y, Meng J. Hyperbranched-polyol-tethered poly (amic acid) electrospun nanofiber membrane with ultrahigh adsorption capacity for boron removal. *Appl Surf Sci* 2017; 402: 21-30.

[18] Ozyurt B, Camcioglu S, Firtin M, Ates C, Hapoglu H, Treatment W. Boron removal from industrial wastewaters by means of optimized sequential chemical precipitation and coagulation processes. *J Desalin Water Treat* 2019; 172: 292-300.

[19] da Silva Ribeiro T, Grossi CD, Merma AG, dos Santos BF, Torem ML. Removal of boron from mining wastewaters by electrocoagulation method: modelling experimental data using artificial neural networks. *J Miner Eng* 2019; 131: 8-13.

[20] Kluczka J. Boron Removal from Aqueous Solutions using an Amorphous Zirconium Dioxide. *Int J Environ Res* 2015; 9(2): 711-20.

[21] Baird RB, Eaton AD, Rice EW, Bridgewater L. Standard methods for the examination of water and wastewater: American Public Health Association Washington, DC; 2017.

[22] Zarei-Mahmudabadi T, Ebrahimi AA, Eslami H, Mokhtari M, Salmani MH, Ghaneian MT, et al. Optimization and economic evaluation of modified coagulation–flocculation process for enhanced treatment of ceramic-tile industry wastewater. A*MB Express* 2018; 8(1): 1-12.

[23] Kiani H, Shamohamodi S, Hadi M. investigate curves Failure to column for the removal of manganese from water environmental Using sand. *J Environ Stud* 2012; 1: 21-30.

[24] Eslami H, Khosravi R, Miri MR, Gholami A, Ghahramani E, Khosravi A. Facile preparation of porous activated carbon under ultrasonic assistance for the Methylene blue removal from aqueous environment: Characterization, isothermal, kinetic and thermodynamic studies. *Mater Res Express* 2020; 7(1): 015620.

[25] Esmaeili A, Eslami H. Adsorption of Pb (II) and Zn (II) ions from aqueous solutions by Red Earth. *Methods X* 2020; 7: 100804.

[26] Kareem SH, Ali IH, Jalhoom MQ. Kinetic and thermodynamic study of triton X-100 removal from aqueous solution of functionalized mesoporous silica. *Int J Sci Basic Appl Res* 2015; 21: 293-308.

[27] Farooq U, Kozinski JA, Khan MA, Athar M. Biosorption of heavy metal ions using wheat based biosorbents–a review of the recent literature. *Bioresour Technol* 2010; 101(14): 5043-53.

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]

[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]

[28] Lyu J, Zeng Z, Zhang N, Liu H, Bai P, Guo X. Pyrocatechol-modified resins for boron recovery from water: Synthesis, adsorption and isotopic separation studies. *J React Funct Polym* 2017; 112: 1-8.

[29] Sari MA, Chellam S. Mechanisms of boron removal from hydraulic fracturing wastewater by aluminum electrocoagulation. *J Colloid Interface Sci* 2015; 458: 103-11.

[30] Güven ED, Güler E, Akıncı G, Bölükbaş A. Influencing factors in the removal of high concentrations of boron by electrocoagulation. *J Hazard, Toxic, Radioact Waste* 2018; 22(2): 04017031.

[31] Karakaş ZK, Yilmaz MT, Boncukçuoğlu R, Karakaş İH. The effect of the pH of the solution in the boron removal using polyaluminium chloride (PAC) coagulant with chemical coagulation method. *J Selcuk Univers Natural Applied Sci* 2013; 2(2): 339-46.

[32] Darwish NB, Kochkodan V, Hilal N. Boron removal from water with fractionized Amberlite IRA743 resin. *Desalin* 2015; 370: 1-6.

[33] Karahan S, Yurdakoç M, Seki Y, Yurdakoç K. Removal of boron from aqueous solution by clays and modified clays. *J Colloid Interface Sci* 2006; 293(1): 36-42.

[34] Salman M, Athar M, Farooq U. Biosorption of heavy metals from aqueous solutions using indigenous and modified lignocellulosic materials. *Rev Environ Sci Bio Techno* 2015; 14 (2): 211-28.

[35] Ghamkhari A, Mohamadi L, Kazemzadeh S, Zafar MN, Rahdar A, Khaksefidi R. Synthesis and characterization of poly (styrene-block-acrylic acid) diblock copolymer modified magnetite nanocomposite for efficient removal of penicillin G. *Composites Part B: Engineering* 2020; 182: 107643.

[36] Xu L, Liu Y, Hu H, Wu Z, Chen Q. Synthesis, characterization and application of a novel silica based adsorbent for boron removal. *Desalin* 2012; 294: 1-7.

[37] Kluczka J, Pudło W, Krukiewicz K, Design. Boron adsorption removal by commercial and modified activated carbons. *J Chem Engin Res* 2019; 147: 30-42..

Investigating the Effect of Coagulation and Flocculation - Adsorption Process on Boron Removal from Industrial Wastewater (Case Study: Ceramic Tile Industry)

T. Zarei Mahmudabadi[1], A. A. Ebrahimi[2], M. H. Ehrampoush[3], H. Eslami[4]

Received:06/10/2020 Sent for Revision: 30/11/2020 Received Revised Manuscript:23/12/2020 Accepted: 26/12/2020

Background and Objectives: Boron is widely found in raw materials and wastewater of the tile industry and its removal from aquatic environments is very complex. The aim of this study was to remove boron from wastewater of ceramic tile industry using coagulation and flocculation-adsorption process.

Materials and Methods: This was an experimental study. Initially, for the coagulation process, pH parameters between 5 to 11, concentrations of 150 to 450 mg/L of poly-aluminum chloride (PAC) and concentrations of 0.5 to 2.5 mg/L of anionic and cationic polymers were examined. Then, in the adsorption process, the effect of pH between 2 to 7 at contact times of 5 to 20 min was investigated. Finally, the data were analyzed using Pearson's correlation test.

Results: The results showed that the percentage of boron removal by poly-aluminum chloride at the optimum pH equal 8 and the concentration of 400 mg/L was 35.7**%** and in combination with 1.5 and 2.5 mg/L anionic and cationic polymer, removal efficiency of 54.2 **%** (from 35 to 16 mg/L) was observed. Then, in the adsorption process with an optimum pH equal 5 and contact time of 15 minutes, removal efficiency of 50% (from 16 to 8 mg/L) was obtained. Examination of isotherms in the adsorption process showed that boron adsorption follows the Freundlich isotherm and first-degree kinetics.

Conclusion: According to the results, the combined process of coagulation and flocculation with adsorption can be introduced as an effective process in boron removal.

Key words: Coagulation, Flocculation, Adsorption, Boron, Industrial wastewater

Funding: This research was funded by Shahid Sadoughi University of Medical Sciences, Yazd.

Conflict of interest: None declared

Ethical approval: The study was approved by the Ethics Committee of Shahid Sadoughi University of Medical Sciences (IR.SSU.SPH.REC.1394.15).

How to cite this article: Zarei Mahmudabadi T, Ebrahimi A A, Ehrampoush M H, Eslami H. Investigating the Effect of Coagulation and Flocculation-Adsorption Process on Boron Removal from Industrial Wastewater: (Case study: Ceramic Tile Industry). *J Rafsanjan Univ Med Sci* 2021; 19 (10): 1015-34. [Farsi]

1- MSc, Dept. of Environmental Health Engineering, Environmental Science and Technology Research Center, School of Health, Shahid Sadoughi University of Medical Sciences, Yazd, Iran, ORCID: 0000-0003-2504-9399

2- Associate Prof., Dept. of Environmental Health Engineering, Environmental Science and Technology Research Center, School of Health, Shahid Sadoughi University of Medical Sciences, Yazd, Iran, ORCID: 0000-0001-8542-5291

3- Prof., Dept. of Environmental Health Engineering, Environmental Science and Technology Research Center, School of Health, Shahid Sadoughi University of Medical Sciences, Yazd, Iran, ORCID: 0000-0002-0388-3211

4- Assistant Prof., Occupational Environment Research Center, Dept., of Environmental Health Engineering, School of Health, Rafsanjan University of Medical Sciences, Rafsanjan, Iran, ORCID:0000-0001-5137-4764

(Corresponding Author) Tel: (034) 34259176, Fax: (034) 34259176, E-mail: Hadieslami1986@yahoo.com

[Downloaded from journal.rums.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.17353165.1399.19.10.6.7]

[DOI: 10.29252/jrums.19.10.1015]